Zur Faktorenanalyse des Baumsterbens

Anmerkungen zum Artikel von H. Mohr in Heft 6/7, 1983, der Allgemeinen Forst- und Jagdzeitung

(Mit 2 Abbildungen und 1 Tabelle)

Von G. WALDMANN

(Angenommen im November 1983)

Das Biologische Institut II der Universität Freiburg i. Br. ist in einem Kolloquium des Sommersemesters 1982 zu dem Resultat gelangt, daß dem mit der Meereshöhe zunehmenden kurzwelligen Sonnenlicht (< 400 nm) neben anderen Faktoren eine entscheidende Bedeutung beim Waldsterben zukommt. In der nun vorliegenden Arbeit aus dem gleichen Institut werden von H. MOHR weiter Argumente dafür ins Feld geführt, daß die Baumschäden in den mittleren und höheren Lagen des Schwarzwaldes in erster Linie auf die Schadwirkungen von Photooxidantien zurückzuführen sind und die bisher übliche Überbetonung des Schadstoffes SO_2 mit den Tatsachen nicht zu vereinbaren sei. Den Stickoxiden und den aus ihnen photochemisch entstehenden sekundären Photooxidantien (O_3 und Peroxyacetylnitrat, PAN) sollte daher besonderes Augenmerk gelten.

So interessant und aufschlußreich die Darlegungen auch sind, vor allem, was die Entstehungszusammenhänge zwischen den Stickoxiden und ihren Folgeprodukten sowie die Schadenswirkung von O_3 betrifft, die Arbeit bedarf einer kritischen Würdigung, einer Ergänzung in Teilbereichen und nicht zuletzt einer den Folgerungen gegenübergestellten alternativen Darstellung einiger auf Meßwerte gestützter Gegebenheiten.

I. ZU DEN RESULTATEN DES KOLLOQUIUMS

Die Stellungnahme stützt sich zum Teil auf eine Reihe von in Bayern seit 1976 durchgeführten Beobachtungen, Erhebungen und Auswertungen von Baumschäden an Tanne, Fichte, Kiefer und Buche. Ein Vergleich mit den Schäden im Schwarzwald erscheint zulässig, nachdem Beobachtungen im Bayer. Wald und im Schwarzwald gezeigt haben, daß die Schadenssymptome an sich, ihre zeitliche Entwicklung und ihre differenzierte Ausbildung bis heute nahezu identisch sind.

1. Die Feststellung, daß die Schadbilder in Südwestdeutschland keinen Zusammenhang mit dem Untergrund oder mit Bodenveränderungen durch „sauren Regen" zeigen, mag richtig sein, solange nicht der gesamte, auf die Bestockung treffende Niederschlag in Betracht gezogen wird, der sich aus Regen und Nebelniederschlag zusammensetzt. Letzterer ergibt sich aus der Auskämmung horizontal andriftender Wolken und zeigt sich quantitativ durchaus relevant und zudem geradezu extrem höhenabhängig. Nach A. BAUMGARTNER (1) ergaben sich am Westhang des 1310 m hohen Großen Falkensteins (Bayer. Wald) folgende, in Prozent des vertikalen Niederschlags (Regen) ausgedrückte Mittelwerte des Nebelniederschlags:

Höhe NN in m	800	900	1000	1100	1200	1300
Nebelniederschlag in % des Regens	4	6	13	18	24	64

Auffallende Beobachtungen an Tanne ab 1976 (Abhängigkeit der Schäden von Höhenlage, Alter, Exposition und Randstellung) sowie an Fichte ab 1980 (Abhängigkeit der Schäden wie bei Tanne, darüber hinaus auch von der sozialen Stellung des Baumes, von Staulage, Staunässe, Bestandsrauhigkeit und Fichtentyp) gaben Hinweise auf Auskämmung horizontal andriftender Schadstoffe. Nachdem sich diese Abhängigkeiten besonders deutlich im Bayerischen Wald zwischen 800 m und 1300 m NN zeigten, in einem Gebiet mit niedrigem, dem natürlichen Vegetationsbereich entsprechenden SO_2-Anteil der Atmosphäre, wurden 1981 jeweils einwöchige Stichprobenmessungen des pH-Wertes von Regen und Nebelniederschlag an einer früheren Meßstrecke am Großen Falkenstein durchgeführt. Zur Ermittlung des Nebelniederschlags wurde ein Nebelfänger nach Grunow verwendet. Die erhaltenen Werte des Nebelniederschlags lagen mit pH-Werten von 3,0 bzw. 2,7 deutlich unter denen des Regens mit pH-Werten von 4,1 bzw. 3,7, der Säureeintrag des Nebelniederschlags betrug also rund das Zehnfache des durch Regen bewirkten. Diese Stichprobenmessung fand kürzlich eine Bestätigung durch die von E. SCHRIMPFF (13) durchgeführten Untersuchungen des Lehrstuhls für Hydrologie der Universität Bayreuth. Sie zeigten, daß im Vergleich zu Regen oder Schneewasserproben der gleichen Zeiträume die Nebelniederschläge fast stets ungünstigere Beschaffenheit sowie erhöhte Schadstoffgehalte aufwiesen. Die gemessenen Größenordnungen in den ersten Märzwochen 1983 überstiegen das 10- bis 100fache der Werte „normaler" Regenniederschläge. Unterstellt man als Durchschnitt dieser Spanne den Faktor 50, so ergibt sich aus den quantitativen Nebelniederschlagsmessungen am Großen Falkenstein folgender zusätzlicher höhenabhängiger Säureeintrag:

Höhe NN in m	800	900	1000	1100	1200	1300
Faktor	2	3	6	9	12	32

Die Höhenabhängigkeit des Säureeintrags durch „sauren Niederschlag" in seiner Gesamtheit zeigt sich damit weit stärker ausgeprägt als die der Photooxidantien.

Qualitativ gesehen liefert der Niederschlag an Sulfat ≈ 55 %, an Nitrat ≈ 28 % und an Chlorid weniger als 15 % des Anionengehaltes (3). Die Chloridanteile spielen in den abgelegenen Waldgebieten keine oder noch keine Rolle. Auch die Nitrate können, soweit sie nicht die Voraussetzung für die Bildung von Photooxidantien darstellen, als Schadensfaktor vernachlässigt werden, da sie im Verhältnis zu den Sulfaten weit weniger phytotoxisch wirken. Nach einer schwedischen Studie (6) bewirken im derzeitigen Umfang weder Stickoxide noch Nitrate eine Bodenversauerung, sie fördern eher den Baumwuchs. Auch in Zukunft wird hiernach die Negativwirkung von Nitratablagerungen nur unwesentlich ins Gewicht fallen. Erst wenn sich der gegenwärtige Nitratanteil im Verhältnis zum Schwefelanteil verdoppeln sollte, könnte sich der Studie nach dies ändern.

Der massive, im Flachland je nach Rauhigkeit der Oberfläche mit dem Faktor 2–4 eingehende und je nach Höhenlage mit den Waldschäden streng korrelierende Schadstoffeintrag durch Nebelniederschlag dürfte somit in der Hauptsache auf H_2SO_3 bzw. H_2SO_4 als Primärschadstoff zurückzuführen sein.

2. Das Fehlen einer Korrelation zwischen Schadbildern und SO_2-Belastung der Atmosphäre ist nicht nur scheinbar, sondern statistisch auch nachweisbar. Sämtliche seit 1981 für Bayern angestellten Versuche, Zusammenhänge zwischen SO_2-Anteilen der Atmosphäre bzw. Schwefelgehalt der Fichtennadeln und den Schadbildern herzustellen, ergaben jeweils einen Korrelationskoeffizienten $r \approx 0$. Soweit es sich um Immissionen handelt, kann daher SO_2 mit hoher Wahrscheinlichkeit als primärer Verursacher der Waldschäden ausgeschlossen werden. Dieses Ergebnis ist bemerkenswert, jedoch nicht unerwartet, war doch schon bisher auch bei extrem hoher SO_2-Emission infolge Ablagerung und Luftmassenaustausch (SUTTON'sche Formel) bereits in einer Entfernung von 30 km eine Schadstoffverdünnung erreicht, die nur unter ungünstigen orographischen und meteorologischen Gegebenheiten noch nachweisbare Pflanzenschäden zu verursachen imstande war.

Ein zweijähriges Meßprogramm an Tannenbeobachtungsflächen im Schwarzwald (8) bestätigt im Wesentlichen diesen Befund. Hiernach könnten allenfalls gelegentlich auftretende Spitzenbelastungen an Schwefeldioxid (Nahbereichswirkungen?) eine Schädigung hervorrufen. Aber auch solche Effekte dürften von geringer Bedeutung sein, da das Ausmaß eines von atmogenen Pollutionen angerichteten Schadens zumindest bei SO_2 proportional dem Produkt [Expositionszeit × Konzentration] ist (7).

Auch von den Symptomen her läßt sich SO_2 mit großer Wahrscheinlichkeit ausschließen. Die typischen, über 5 Parameter bestimmbaren Symptome der „klassischen" SO_2-Schäden sind nämlich außerhalb der Nahbereiche herkömmlicher Emittenten bislang noch nirgends aufgetreten.

Angesichts dieser Situation wird es verständlich, warum der pH-Wert des Regens sich in den letzten 2 Jahrzehnten nicht wesentlich verändert hat und „saurer Regen" allein nicht für die Waldschäden verantwortlich gemacht werden kann. Wenn schon die SO_2-Konzentrationen in abgelegenen Waldgebieten wie dem hinteren Bayerischen Wald gering sind und z. B. im schwer geschädigten Nationalpark Bayer. Wald 1981 Werte beobachtet wurden, die durchaus dem natürlichen Vegetationsbereich entsprechen, wie kann dort dann mit einer Auswaschung von SO_2 durch Regen in nennenswertem pflanzenschädlichen Umfang gerechnet werden?

3. Die Feststellung, unterhalb 600 m NN gebe es derzeit (1982) keine erkennbaren Waldschäden und auch im Hochgebirge seien noch keine nennenswerten Schädigungen festzustellen, dürfte auf mangelnde Information über die tatsächliche Schadenssituation zurückzuführen sein. Klammert man die altbekannten „klassischen" Rauchschäden aus, so waren die ersten neuartigen Schäden in Bayern bereits 1980 mit weitgehend einheitlichen Symptomen sowohl im Bayer. Wald zwischen 900 und 1200 m NN, als auch im Alpenvorland, vor allem auf der Münchner Schotterebene und im Chiemgau in einer Höhenlage um 500 m NN zu beobachten. Im Jahr 1981 war, wenn auch in recht unterschiedlichem Ausmaß, die Fichte in fast allen Regionen und Höhenlagen betroffen, wobei nicht nur deutlich die bereits erwähnte Abhängigkeit von Höhenlage, Alter, Exposition, Randlage, sozialer Stellung im Bestand, Staulage, Staunässe und Bestandsrauhigkeit, sondern auch Differenzierungen in den Symptomen (z. B. Magnesiumchlorosen) und eindeutige Folgeschäden (Gespinnstblattwespe, Borkenkäfer, Schüttelpilze etc.) sichtbar wurden. Beobachtungen hierüber lagen von den Vogesen bis zu den Karpaten, von Südtirol bis Norddeutschland vor.

Die Neuartigkeit der Schadbilder, die Einbeziehung der „klassischen" Rauchschäden und teilweise der Salzschäden an Verkehrsadern, die jahreszeitliche Differenzierung der Symptome sowie die sehr unterschiedliche Beurteilung der Schadensschwelle führte bis

1983 zu recht unterschiedlichen, ja widersprüchlichen Darstellungen der Schadenssituation, die weder der Ursachenforschung, noch der politischen Durchsetzung von Gegenmaßnahmen zuträglich war.

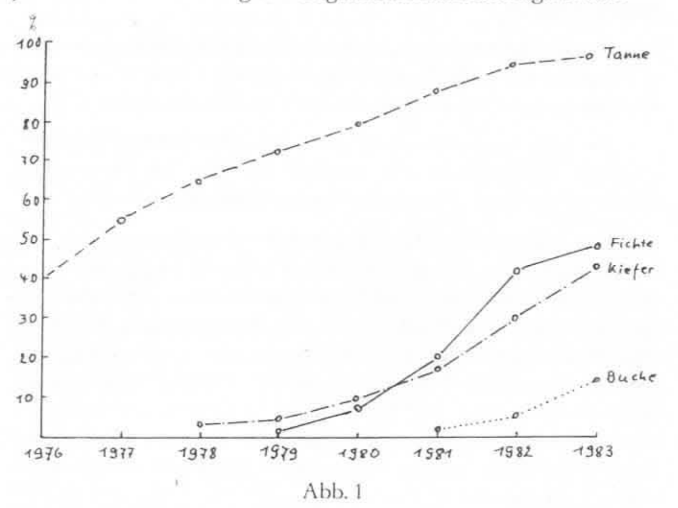


Abb. 1

Entwicklung der Waldschäden (sichtbar geschädigte Bestände) des Forstamtsbereiches (≈ 450 m NN)

Developement of damage (low degree) of trees in the area of Parsberg/Bavaria

Nach den am Bayer. Staatl. Forstamt Parsberg seit 1976 durchgeführten Beobachtungen und Erhebungen ergibt sich die in Abbildung 1 dargestellte Entwicklung für die Hauptbaumarten. Auffallend ist die ab 1982 einsetzende, anhand von Probestämmen feststellbare und auch in der Literatur (9) bereits erwähnte Abflachung der Entwicklungskurven, ein Phänomen, das durchaus mit dem stark reduzierten Eintrag saurer Niederschläge in diesem Zeitraum in Zusammenhang stehen könnte.

Die zumindest in der ersten Schadensphase weitgehend einheitlichen, baumartenspezifischen Schadsymptome lassen auf einen primären Schadensfaktor schließen, der mit der durch die TA Luft ab 1974 bewirkten zunehmenden Schornsteinhöhe der Emittenten korreliert. Die zeitlich unterschiedliche Reaktion der Baumarten hierauf läßt sich, wie Tabelle 1 zeigt, durch die Differenzierung in der Dauer der Exposition der Assimilationsorgane, in der jährlichen Reproduktion des Assimilationspotentiales und im quantitativen Schadstoffeintrag erklären.

Die Gesamtfläche der sichtbar geschädigten Bestände – die Kriterien sind identisch mit Schadstufe 1 der Schadensinventur 1983 – für den Forstamtsbereich und, anhand von 8 annähernd signifikanten

Tab. 1

Abhängigkeit des Schadenseintritts von baumartenspezifischen Eigenschaften

Relation between the begin of damage and the special attributes of the trees

	Tanne	Fichte	Kiefer	Buche
Nadel-Laub-Jahrgänge	12	6	3	1
jährliche Reproduktion der Assimilationsorgane in %	8,3	16,6	33,3	100
Niederschlags-Interzeption*)	25	20	10	7**
Relation des Schadstoffeintrags gegenüber Tanne	1,0	0,8	0,4	0,3

*) nach GRUNOW, modifiziert und relativiert nach Kronendichte

**) Jahresmittel

Beobachtungsbereichen hochgerechnet für Bayern (Δ ± 30 %) zeigt Abbildung 2. Auch hier ist wiederum deutlich eine Abschwächung der Entwicklung von 1982 auf 1983 erkennbar.

Zusammenfassend ergibt sich eine relativ einheitliche, alle Höhenlagen erfassende, jedoch mit der Höhenlage stark zunehmende Schadensentwicklung. Aus dieser Höhenabhängigkeit haben nun u. a. MOHR (7), STRATMANN, PRINZ und KRAUSE (14) sowie REHFUESS (8) auf eine wesentliche, wenn nicht gar entscheidende Beteiligung der in den Konzentrationen ebenfalls höhenabhängigen Photooxidantien Ozon und PAN bei der Verursachung der Waldschäden geschlossen, „denn erst das Mitwirken ihrer – der Stickoxide – Folgeprodukte Ozon und Peroxide machen die Erkrankungen in den Hochlagen verständlich" (8).

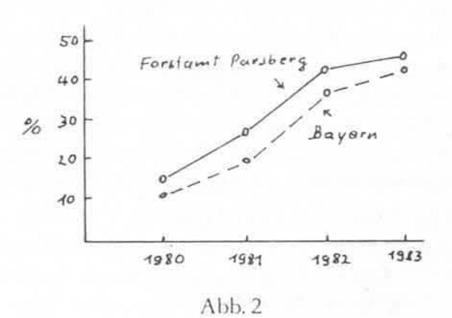


Abb. 2

Entwicklung der Gesamtfläche der sichtbar geschädigten Bestände im Forstamtsbereich (≈ 450 m NN) und näheungsweise (Δ ± 30 %) in Bayern (≈ 200–1200 m NN)

Developement of the whole area of forest damage (low degree) in the area of Parsberg (≈ 450 m NN) and approximative (Δ ± 30 %) in Bavaria (≈ 200–1200 m NN)

II. PHOTOOXIDANTIEN ALS VERURSACHER DER WALDSCHÄDEN?

Die Konzentration von Photooxidantien, hier vor allem von Ozon und PAN in der bodennahen Luftschicht ist eine Funktion der Intensität kurzwelligen Sonnenlichts einerseits und des Gehaltes der Luft an Stickoxiden andererseits. Von diesen beiden Variablen ist die UV-Strahlung naturbedingt und je nach der Permeabilität der Atmosphäre sowie den vertikalen Turbulenzen mehr oder minder starken Schwankungen unterworfen. Mittel- oder langfristig kann jedoch mit einer antropogen gesteuerten Abnahme des Ozongehaltes der Stratosphäre und mit einer allmählichen, für die Biosphäre bedenklichen Intensitätssteigerung in den bodennahen Luftschichten gerechnet werden. Bei der anderen Variablen, den Stickoxiden, ist die natürliche Konzentrationsverteilung bereits insoweit antropogen beeinflußt, als in Nahbereichen, je nach Windrichtung bis auf ca. 30 km, sämtliche Emittenten, vor allem Kraft- und Heizwerke, Industrie und Verkehr zu einer deutlichen Anhebung geführt haben. Darüber hinaus, insbesondere in den abgelegenen Waldgebieten, blieben nach den bisher vorliegenden Meßergebnissen die Stickoxidkonzentrationen unter 5–10 $\mu g/m^3$ und übertreffen somit den natürlichen Pegel von 2–10 $\mu g/m^3$ nur geringfügig im unteren Grenzbereich. Ganz anders liegen jedoch die Verhältnisse, wenn man die Folgeprodukte der Stickoxide, die in Verbindung mit Wasser entstehende salpetrige Säure und die Salpetersäure mit einbezieht. Diese Schadstoffe, die fast ausschließlich auf die mit hohen Schornsteinen ausgestatteten Kraftwerke, Fernheizwerke und Industrieanlagen zurückzuführen sind, haben einen Anteil von 28 % an der feuchten Deposition, die insgesamt 71–96 % aller Schadstoffimmissionen ausmacht (3), bei Ausklammerung der Meßstellen im Nahbereich der Emissionsquellen sogar über 95 %.

Angesichts dieser Gegebenheiten ist mit primären Ozonschäden allenfalls im Nahbereich der Emittenten, soweit hinreichend Insolation erfolgt, zu rechnen. In den übrigen Bereichen fehlen Ent-

stehungsvoraussetzungen, die über die naturbedingten, auf stochastischen Prozessen beruhenden hinausgehen. Diese Feststellung findet Bestätigung durch die folgenden Beobachtungen, Erhebungen und Auswertungen:

– Die bekannten, typischen O_3-Schadsymptome wurden bisher in der Bundesrepublik noch nicht beobachtet. Dem Vernehmen nach dürfte es sich bei den im Sommer dieses Jahres am Patscherkofel, ca. 4 km südöstlich von Innsbruck in einer Höhe von ca. 1000 m NN stellenweise aufgetretenen auffallenden Schäden um primär von Ozon bewirkte handeln. Dies erscheint plausibel, ist doch die Situation dort am ehesten mit der zu vergleichen, die den bekannten „Los-Angeles-Smog" verursacht.

– Ozon kann nur für Schäden über 600 m NN in Frage kommen. „Im Flachland und in der dunstigen Atmosphäre der Ballungsgebiete ist die UV-Intensität in der Regel so niedrig, daß selbst bei einem erheblichen Angebot an NO_x die Ozonkonzentration gering und unter der Schadensschwelle bleibt" (7). Die Schäden über 600 m NN stellen jedoch in Bayern nur rd. 30 % des Schadensareals dar, für die übrigen 70 % mit gleichen Symptomen bliebe, unterstellt man Ozon als wesentlichen Schadensfaktor, die Frage nach den Ursachen offen.

– Die festgestellten höheren Ozonkonzentrationen in einem Streifen entlang der Küste der Niederlande (5) sind nicht auf das Binnenland übertragbar, da sie mit hoher Wahrscheinlichkeit Ausfluß der höheren Strahlungsintensität über dem Meer sind (Reflexion der Wasseroberfläche).

– Die Kartierung der Schadbilder (Schwarzwald, Baar, Schwäbische Alb) durch E. Reichelt (11) führte zu dem Schluß, daß das Muster der Schadensverteilung primär meteorologisch bedingt ist und sekundär durch Relieffaktoren modifiziert wird. Hiernach erfolgt die Schädigung teilweise durch die Niederschläge. Eine Mitwirkung photochemischer Prozesse wird nicht ausgeschlossen, aber vom Vorhandensein von SO_2 und N_xO_y abhängig gemacht. Diese Voraussetzung ist nach den bisherigen Meßergebnissen wohl kaum gegeben.

– Im Rahmen eines vom Institut für Meteorologie und Geophysik der Universität Frankfurt durchgeführten Forschungsvorhabens wurde festgestellt, daß die feuchte Deposition für die wesentlichsten Schadstoffkomponenten (Schwefel-Stickstoff- u. Chlorverbindungen) der wichtigere Abscheidungsmechanismus gegenüber der trockenen Ablagerung ist. Ihr Anteil liegt bei Ausklammerung der Nahbereiche der Emittenten durchwegs über 90 %. Da aus den schwefelsauren bzw. salpetersauren Ablagerungen unter natürlichen Bedingungen nicht mehr SO_2 bzw. NO_x entstehen kann, entfällt auch weitestgehend die Voraussetzung für die Bildung von Photooxidantien.

– Beobachtungen und Erhebungen an Tanne seit 1975 und an Fichte seit 1980 ergaben eine Reihe von offensichtlichen und statistisch belegbaren Abhängigkeiten der Waldschäden, die mit gasförmigen Schadstoffen, also u. a. auch mit Ozon kaum, mit „saurem Regen" nur sehr bedingt, mit „saurem Nebelniederschlag" aber eindeutig in Zusammenhang zu bringen sind. Wesentlich für diese Zuordnungen waren die aus der Strömungslehre bekannten Unterschiede in den Ablagerungsbereichen zwischen Gasen (Umströmung von Hindernissen, flächige Ablagerungen) und den mehr oder minder massenreichen Schwebstoffen wie Nebeltröpfchen (hohe Interception in Randbereichen, zonale Ablagerungen). Diese Unterschiede traten zunächst deutlich hervor, vermischten sich dann aber mit dem Schadensfortschritt zusehends, weil mit den Nadelverlusten in den Randlagen auch eine entsprechende Interzeptionsverlagerung gegen das Bestandsinnere erfolgte.

– In den Hanglagen des Bayerischen Waldes sind bei gleicher Höhenlage und gleicher Stickoxidkonzentration die Westhänge (Luv) stark, die Osthänge (Lee) wenig bis kaum geschädigt. Ozonschäden müßten aber weit stärker auf der Leeseite auftreten, weil hier, von der Staulage weniger behindert, die Insolation und die geringeren Turbulenzen günstigere Voraussetzungen für die Ozonbildung schaffen.

– Die Inversionsgrenzen, an denen sich die Ozonbildungsvorgänge hauptsächlich vollziehen, finden so gut wie keinen Niederschlag im Verteilungsmuster der Schäden, wohl aber die Stauzonen (12).

– Die Schäden setzen nur selten bei den dem Licht besonders ausgesetzten Pflanzenteilen ein, sondern bei 90 % der untersuchten Bäume im mittleren, unteren und inneren Kronenbereich (12).

– Der nordamerikanische Grenzwert der Ozon-Konzentration liegt bei 240 $\mu g/m^3$, d.s. 184 ppb (5), erste Schäden an jungen, besonders ozonempfindlichen Nadel- und Laubbäumen traten dort bereits um 100 $\mu g/m^3$, d.s. 77 ppb auf (20, 21, 22). Dagegen liegen bei uns die Gesamtmittel der Halbstundenmittelwerte von Langzeitmessungen selbst im Bereich des Vorkommens unserer Hauptbaumarten in den Alpen deutlich unter 100 $\mu g/m^3$. Eine Korrelation mit Stickoxidkonzentrationen konnte nicht festgestellt werden; während der Vegetationsperiode wurden Tagesverläufe festgestellt, die denen des Ozons sogar gegenläufig waren (23).

Das Fehlen der typischen Symptome, der Mangel an Entstehungsvoraussetzungen, die über das natürliche Maß hinausgehen, die bisher bekannt gewordenen Meßwerte und nicht zuletzt die zahlreichen Gegenindizien rechtfertigen somit nicht den Schluß, Ozon sei wesentliche oder gar entscheidende Ursache des Waldsterbens. Allenfalls kann in abgrenzbaren Arealen mit synergistischen Effekten zwischen üblichen, durch temporäre Strahlungsintensitäten und vertikale Turbulenzen hervorgerufenen Ozonmaxima und antropogen bedingten Schadstoffablagerungen gerechnet werden. Von letzteren kommen nach den bisherigen Meßergebnissen in nennenswertem Umfang nur schwefelsaure und salpetersaure Depositionen in Frage. Untersuchungen bzw. Versuche hierüber fehlen bislang, sie dürften auch von sekundärer Bedeutung sein, da sie sich nur auf relativ eng begrenzte Bereiche im gesamten Schadensgebiet beziehen können.

III. BEURTEILUNG DER WEITEREN, BISHER DISKUTIERTEN SCHADFAKTOREN

Die Abgase des *Kraftfahrzeugverkehrs* stellen zweifellos erhebliche Umweltbelastungen durch die Emission von Blei und Stickoxiden in Ballungsräumen und deren näherer Umgebung dar. Weil hier vor allem Blei eine Gefährdung menschlicher Gesundheit darstellt, wurde schon vor Jahren in einigen hochindustrialisierten Ländern der Übergang zu bleifreiem Benzin eingeleitet. Die Autoabgase können jedoch nicht per Ferntransport in abgelegene Waldgebiete gelangen, da sie punktartige bodennahe Emissionen darstellen, die selbst bei flächenhaftem Auftreten infolge Ablagerung und Luftmassenaustausch rasch an Konzentration verlieren und daher nur beschränkte Reichweite haben. So lassen sich z. B. schon 20 Kilometer östlich von München die enormen Ausstoßunterschiede zwischen Tag und Nacht nicht mehr erkennen und auch keine NO_x-Konzentrationen mehr feststellen, die den natürlichen Pegel überschreiten. So notwendig die Filterung der Autoabgase zum Schutz der Bevölkerung auch ist, eine Maßnahme gegen das Waldsterben kann darin nicht gesehen werden. Versuche, hier entgegen geophysikalischen Gesetzmäßigkeiten, empirischen Belegen und eindeutigen Meßergebnissen Kausalitäten herzustellen, sind daher rein spekulativer Natur.

Bei den *Schwermetallen* liegen die Verhältnisse ähnlich. Sie unterliegen in der Hauptsache in gelöster Form dem Ferntransport (3), die Belastung für die Wälder dürfte aber noch nicht kritisch sein (11). Bringt jedoch der Säureeintrag eine fortschreitende Versauerung des Bodens, so können Schwermetalle bei pH-Werten $< 3,0$ phytotoxisch wirken. Primär schädigend wäre hierbei der die Bodenver-

sauerung bewirkende Säureeintrag, Pflanzenschädigung durch aktivierte Schwermetalle sind lediglich eine Reaktion hierauf.

Witterungsanomalien wurden bisher neben SO_2 am häufigsten als Ursache der Waldschäden angesehen, zunächst von Forstleuten, heute vor allem seitens der Emittenten von Luftschadstoffen. Es handelt sich hierbei um natürliche Gegebenheiten, die allenfalls in der Lage sind, antropogene Einwirkungen auf das Ökosystem zu verstärken oder abzuschwächen, sie scheiden somit zumindest als primäre Ursache der Waldschäden aus. Es stimmt im übrigen bedenklich, wenn angesichts der gravierenden Umweltbelastungen das Ökosystem selbst, das auch den klimatischen Bereich umfaßt, und nicht die Artefakten als Ursache erlittener Schäden betrachtet und verantwortlich gemacht werden.

Die *Streß-Hypothese* unterstellt eine über längere Zeit wirkende Kombination von Schadstoffen auch geringerer Konzentrationen, die über Vitalitätsminderungen schließlich zum Absterben der Bäume führt. Ihr steht entgegen, daß gerade die vitaleren Bestandsglieder auf besseren Standorten sowie die naturnahen, gemischten und ungleichaltrigen Waldgesellschaften besonders stark von den Schäden betroffen sind. Auch die Tatsache, daß die örtlich und regional nach Schadstoffen und Konzentrationen sehr unterschiedlichen Wirkkombinationen kaum zu einheitlichen, nur nach Zeitdauer und Höhenlage differierenden Symptomen führen kann, läßt die Hypothese nicht realistisch erscheinen. Im übrigen wäre zu unterscheiden zwischen Komplexwirkungen von Schadstoffen (synergistische Effekte) und monokausale Wirkungen mit Folgeerscheinungen. Für erstere fehlt bislang noch ein hinreichendes Indiz, das über die Schadenfläche hinweg greift. Indizien sind aber in der Regel erst in der gleichgerichteten Mehrzahl in der Lage, das Feld von Wahrscheinlichkeiten abzustecken, das die Mindestvoraussetzung für Behauptungen darstellt.

Von den bisher diskutierten Schadstoffen sind somit die Folgeprodukte von SO_2 bzw. NO_x, die schwefelsauren und salpetersauren nassen Depositionen in den Wäldern wahrscheinlich als Hauptursache der Schäden zu betrachten. Schlüssig wird diese Behauptung jedoch erst, wenn es gelingt, im Wege systematischen Vorgehens die Wirk- bzw. Funktionskette von der Emission über die Transmission zur Immission zu belegen (4).

IV. WIRKKETTE DER SÄUREBILDNER ALS PRIMÄRSCHADSTOFFE

Die Situation bei der *Emission* hat sich gegenüber der bei den bekannten „klassischen" Rauchschäden grundlegend geändert. Bei bodennahem Schadstoffausstoß beträgt die Verweildauer in der Atmosphäre z. B. von SO_2 je nach Wassergehalt der Luft und Windgeschwindigkeit bis zu mehreren Tagen, bei einem 400 m hohen Schornstein eines heutigen 1400 MW-Steinkohlekraftwerkes ohne Rauchgasentschwefelung dagegen wird das in hohem Maße lösungsbereite SO_2 in den Bereich der unteren Wolkenschicht emittiert, die Verweildauer bis zur Konzentrationsminderung auf 5–25 $\mu g/m^3$ (IUFRO-Grenzwert für extreme Standorte) beträgt bei einer durchschnittlichen Windgeschwindigkeit von 5 m sek nur 16 Minuten, die Reichweite beträgt 5 km (14). Die enorme Ausstoßmenge an SO_2 kann nicht verschwunden sein, sie muß sich gelöst und damit auch unserem bisherigen System der Überwachung von Schadstoffgehalten in der Atmosphäre entzogen haben. Auf diese Weise ist es auch erklärlich, warum der SO_2-Gehalt der Luft in der Bundesrepublik seit 1966 innerhalb einer Schwankungsbreite von 15 % gleich geblieben ist, obwohl der Primärenergieverbrauch, zu einem wesentlichen Teil von den Kohlekraftwerken gedeckt, um 50 % gestiegen ist (2). Um diese Folgerung zu erhärten, bedarf es allerdings noch einiger Messungen des Säuregehaltes der unteren Wolkenfelder in der Umgebung der Emittenten.

Ein weiteres neuartiges Phänomen sind die *Schadstoff-Ferntransporte*. Bei einer Diskussion dieser Problematik im Februar 1980 (17) wurden Ferntransporte gasförmiger Schadstoffe (z. B. von England nach Skandinavien) wegen des Luftmassenaustausches als unwahrscheinlich bezeichnet, Fernfracht gelöster Schadstoffe, über Wolkenfelder also, jedoch als möglich betrachtet. Erklären ließe sich dies u. a. damit, daß Wolken wegen ihrer relativ hohen Masse weniger als Gase dem Luftmassenaustausch unterliegen und auch der relativ niedrige Dampfdruck der Schwefelsäure dem Schadstoff hinreichend Stabilität verschafft. Theoretische Überlegungen hierzu wären interessant, für den notwendigen raschen Nachweis aber würden Messungen des Säuregehaltes der unteren Wolkenschicht genügen.

Die *Ausfilterung* der schwefelsauren und in weit geringerem Maße salpetersauren unteren Wolkenfelder nimmt nicht nur, wie bereits dargelegt, mit der Höhenlage, sondern auch mit der Rauhigkeit der Bodenoberfläche, insbesondere der Bestockung zu. Dies entspricht nicht nur theoretischen Überlegungen und bisherigen Meßwerten, sondern zeigt sich auch in der Schwere der Schäden. Naturnahe lockere Hochlagenbestände, ungleichaltrige Plenterwaldungen, licht gestellte Althölzer und Mischbestände sind ebenso wie bessere Bonitäten und gut durchforstete Bestände wegen ihrer größeren Oberfläche stärker, Jungbestände und dichte Monokulturen dagegen weniger betroffen. Es ist gerade für Forstleute schwer einsehbar und irritierend, daß das, was bisher als Zielbestockung galt – biologisch gesunde, naturnahe und leistungsfähige Mischbestände – nun plötzlich in besonderem Maße von den Umwelteinflüssen betroffen wird. Es bedarf in der Sache hier wohl kaum noch weiterer Nachweise, obwohl statistische Auswertungen sicherlich eindeutig die These widerlegen könnten, die Art der forstlichen Bewirtschaftung sei für die Schäden zumindest mitverantwortlich.

Als *Auswirkung* der relativ hochkonzentrierten schwefel- und salpetersauren Ablagerungen kommen in erster Linie Schädigungen der Assimilationsorgane infolge Verätzung in Frage (13). Tatsächlich tritt die verbreitet zu beobachtende fahldunkle Verfärbung der älteren Nadeljahrgänge geschädigter Fichten auch auf, wenn die Kronen gesunder Bäume über einige Zeit hinweg regelmäßig mit Schwefelsäure (pH-Wert 2,5) besprüht werden. Einen anderen Anhaltspunkt gibt die Beobachtung, daß die Niederschläge sich am längsten – bis zum Zeitfaktor 10 – an der Ansatzstelle der Nadeln halten (Kapillarwirkung). Es könnte möglich sein, daß hier im Wege der fortschreitenden Verdunstung eine zusätzliche Konzentration der Schadstoffe und somit eine weitere Senkung des pH-Wertes erfolgt, die in der Lage ist, den programmierten Nadelabwurf vorzeitig in Gang zu setzen. Auch das Eindringen von Säure in die Nadeln scheint an dieser Stelle weit eher möglich zu sein als über die wachsbeschichtete Oberfläche bzw. über die Spaltöffnungen. Derartige Einwirkungen auf den Kronenbereich der Bäume könnte eine Erklärung dafür liefern, warum die Schadsymptome ungeachtet der Differenzierung der petrologischen Gegebenheiten zwar baumartenspezifisch, aber weitestgehend einheitlich sind.

Die dargestellte Säurebildner-Wirkkette wurde seit 1981 wiederholt publik gemacht, fand jedoch keine Resonanz. Mittlerweile haben Untersuchungen und Auswertungen dazu beigetragen, Indizien teils durch Nachweise zu ersetzen. Wird die Kette mit den noch ausstehenden Untersuchungsergebnissen hinreichend schlüssig und für die Erklärung der Waldschäden ausreichend, so ist das Waldsterben in der Hauptsache monokausal auf SO_2-Emissionen zurückzuführen. Erst wenn dies nicht der Fall sein sollte, ergibt sich die Notwendigkeit, ein komplexes Wirksystem zu unterstellen, das auf gegenseitige Sensibilisierung mehrerer Schadfaktoren beruht.

In einer Analyse der in der Bundesrepublik Deutschland laufenden Forschungsaktivitäten zum Thema „Luftverunreinigungen – Waldschäden" (4) wird ausgeführt, daß innovative Erklärungsan-

sätze fast überhaupt nicht bearbeitet werden. Diese weitgehende Passivität, neue Lösungsvorschläge zu erkunden, anstatt Beiträge zur Diskussion mehrfach dargelegter Hypothesen zu liefern, wird u. a. darauf zurückgeführt, daß generell Schwierigkeiten bei der Durchsetzung solcher Ansätze in Fachkreisen bestehen. Mit den voliegenden Ausführungen wird ein solcher, aus der forstlichen Praxis stammender Erklärungsansatz für das Waldsterben eingebracht und zur Diskussion gestellt.

V. ZUSAMMENFASSUNG

Der Auffassung, daß die Baumschäden in erster Linie auf Schadwirkung von Photooxidantien, insbesondere von Ozon, zurückzuführen seien, werden eine Reihe von Argumenten gegenübergestellt, die diesen Schadstoff als Ursache kaum in Betracht kommen lassen, teilweise sogar ausschließen. Stattdessen wird anhand von Indizien, Beobachtungen und Meßergebnissen nachzuweisen versucht, daß die Säurebildner, vor allem SO_2 und die daraus entstehenden Folgeprodukte primäre Schadfaktoren darstellen. Für diese Schadfaktoren wird die Wirkkette von der Emission über die Transmission zur Immission dargelegt, begründet und zur Diskussion gestellt.

Summary

Title of the paper: *An analysis of factors presumable responsible for large scale die-buck of trees.*

Some experts seem to agree by now that nitrogen dioxide and some secondary photooxidants, derived photochemically from NO_2 such as ozone and peroxyacetylnitrate (PAN) are the major causative agents for the injuries to the trees. However, observations and mesurements showed, that these factors do not play a decisive role for the widely observed die-buck of trees. An essentially better correlation was found between precipitation of acid fog and large scale die-buck of trees. In this mean, the series of effects by SO_2 and NO_2 from emission to transmission and imission are explaimed and discussed. It is concluded, that these faktors and their transformation-products by long-distance transports are the main cause for the die-buck of trees.

Résumé

Titre de l'article: *Analyse factorielle concernant le dépérissement des arbres forestiers. Observations sur l'article de H. MOHR paru dans le cahier 6–7 1983 de l'Allgemeine Forst- und Jagdzeitung.*

L'opinion selon laquelle les dommages aux arbres forestiers seraient principalement dus aux photooxydants – et tout particulièrement à l'ozone – peut être combattue par toute une série d'arguments qui montrent que ces substances ne jouent qu'un rôle tout à fait modeste, et que dans une partie des cas observés il n'y a pas lieu d'en tenir compte. On a cherché au contraire à établir grâce à des indices, observations et mesures que les produits acides, essentiellement le SO_2 et les substances qui en dérivent, constituaient les facteurs primaires de ces dommages. Pour ces causes de dommages, on a établi et discuté quelle était la „catena" des effets respectifs des „émissions" sur les „transmissions" et les „immissions". J. M.

Literatur

1. Baumgartner, A., 1958: Nebel- und Nebelniederschlag als Standortsfaktor am Großen Falkenstein (Bayer. Wald). Forstwiss. Centralblatt **77**, 9/10, 257–320
2. Bundesministerium des Innern, 1983: Waldschäden und Luftverunreinigungen, Kurzfassung des Sondergutachtens des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Umweltbrief Nr. 27 v. 27. 5. 1983
3. Georgii, H.-W. u. a., 1982: Feststellung der Deposition von sauren und langzeitwirksamen Spurenstoffen aus Belastungsgebieten. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums des Innern, Abschlußbericht Luftreinhaltung, Forschungsprojekt 104 02 600
4. Hanke, H., Jäger, R., Müller, D., Münch, J. und Brillant, H., 1983: Erfassung und Bewertung laufender Forschungsvorhaben in der BR Deutschland zum Problemfeld „Luftverunreinigungen – Waldschäden" (DS-Studienergebnis Nr. 298). Dornier System GmbH, Friedrichshafen – Abt. Integrierte Systemplanung.
5. Kenneweg, H., 1982: Ozonschäden im nordwestdeutschen Küstengebiet. Der Forst- und Holzwirt **22**, 566–567
6. Ministerium für Landwirtschaft, Stockholm, 1982: „Acidification Today and Tomorrow". A Swedish Study prepared for the 1982 Stockholm Conference on the Acidifikation of the Enviroment. 261 S.
7. Mohr, H., 1983: Zur Faktorenanalyse des Baumsterbens" – Bemerkungen eines Pflanzenphysiologen –. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung **154**, 6/7, 105–110
8. Obländer, W., Wörth, R., König, E., Braunger, H. und Schröter, H., 1983: Ergebnis und Interpretation von zweijährigen Schwefeldioxid-Immissionsmessungen an Tannenbeobachtungsflächen im Schwarzwald und in angrenzenden Wuchsgebieten. Allg. Forst- und Jagdzeitung **154**, 9/10
9. Rehfuess, K.-E., 1983: Walderkrankungen und Immissionen – eine Zwischenbilanz. Allg. Forstzeitschrift **24**, 601–610
10. Rehfuess, K.-E., 1983: Ersatztriebe an Fichten. Allg. Forstzeitschrift **41**, 1111
11. Reichelt, G., 1983: Untersuchungen zum Nadelbaumsterben in der Region Schwarzwald – Baar – Heuberg. Allg. Forst- und Jagdzeitung **154**, 4/5
12. Reichelt, G., 1983: Der sterbende Wald in Südwestdeutschland und in Ostfrankreich. BUND-information 29. Bund für Umwelt- und Naturschutz Deutschland e. V., Freiburg
13. Schrimpff, E. u. a., 1983: Waldsterben infolge hoher Schadstoffkonzentrationen im Nebel? Staub-Reinhalt. Luft **43** (1983), 6, 240
14. Seeliger, J., 1983: Möglichkeiten und Grenzen der Reduktion von Emmissionen aus der Sicht der Emittenten. Allg. Forstzeitschrift, 1/2, 12–14
15. Spelsberg, G., 1983: Ergebnisse einer Kartierung der Waldschäden im Eggegebirge und auf der Padervorner Hochfläche. Der Forst- und Holzwirt 17, 444–446, 1983
16. Stratmann, H., Prinz, B. u. Krause, H. M., 1982: Vorläufiger Bericht der Landesanstalt für Immissionsschutz über Untersuchungen zur Aufklärung der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. LiS-Berichte Nr. 28
17. Tagung der Evangelischen Akademie in Tutzing: Ökolog. Seminar vom 1.–3. Febr. 1980: Luft, die uns den Atem nimmt.
18. VDJ-Kolloquium Düsseldorf 1973 – Berichte 203: Schwermetalle als Luftverunreinigung – Blei, Zink, Cadmium. VDJ-Verlags-GmbH, Düsseldorf
19. Zöttl, H. W. und Mies, E., 1983: Die Fichtenerkrankungen in den Hochlagen des Südschwarzwaldes. Allg. Forst- und Jagdzeitung **154**, 6/7
20. Costonis, A. C. U. Sinclair, W. A., 1969: Ozone injury to *Pinus strobus*. J. Air Pollut. Control Assoc. **19**, 967–872
21. Jaeger, J. U. Banfield, W., 1970: Response of eastern white pine to prolonged exposure to atmospheric levels of ozone, SO_2, or mixtures of these pollutants. Phytopathology **60**, 914–917
22. Linzon, S. N. U. Costonis, A. C., 1971: Symptoms caused by photochemical air pollution injuries to forest trees. Mitt. Forstl. Bundesvers. Anst. **92**, 71–82
23. Smidt, S., 1983: Über das Auftreten von Ozon und Stickstoffoxiden in Waldgebieten Österreichs. European Journal of Forest Pathologic **13** (3) 1983